

UNIVERZITA KARLOVA

Přírodovědecká fakulta

Ústav pro životní prostředí

Studijní program: Ekologie a ochrana prostředí

Studijní obor: BOZP



Kristýna Neubergová

VLIV INVAZNÍCH ROSTLIN NA PTAČÍ SPOLEČENSTVA

THE IMPACT OF INVASIVE PLANTS ON BIRD COMMUNITIES

Bakalářská práce

Vedoucí bakalářské práce: doc. Mgr. Jiří Reif, Ph. D.

Praha 2018

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem předloženou bakalářskou práci vypracovala samostatně. Dále prohlašuji, že všechny použité prameny a literatura byly řádně citovány a že tato práce nebyla využita k získání jiného nebo stejného titulu.

V Praze dne 2018-08-01

.....

Kristýna Neubergová

Poděkování

Ráda bych poděkovala doc. Mgr. Jiřímu Reifovi, Ph. D. za jeho odbornou pomoc, věcné rady a vedení. Dále bych chtěla poděkovat své rodině za její podporu.

Abstrakt

Invazní rostliny jsou jedním z nejdůležitějších faktorů, které se podílejí na ohrožení biodiverzity. Jednou ze skupin organismů ohrožených tímto dopadem jsou ptáci. Přitom ptáci poskytují řadu ekologických služeb a často se používají jako indikátory stavu prostředí v širším krajinném měřítku. K uvedenému tématu bylo zpracováno několik rešerší, které hodnotily dopad invazních rostlin na biodiverzitu ekosystému, ale nikoli specificky na ptačí společenstva. Cílem práce je zodpovězení tří otázek zaměřených na: (i) srovnání dopadů invazních dřevin a bylin; (ii) srovnání dopadů podle typu prostředí, v němž se invazní rostlina rozšířila (lesy, trávky, ostrovy, mokřady); (iii) geografické oblasti, kde k invazi došlo.

(i) Výsledky práce prezentují, že z hlediska vlivu na ptačí společenstva byl negativní dopad dřevin i bylin v podstatě totožný (dřeviny 76%, byliny 74%).

(ii) Srovnáním dopadů podle typu prostředí, v němž se invazní rostlina rozšířila, byl prokázán největší negativní dopad invazních rostlin v ostrovních biotopech (100%), mokřadních (91%), travních (87%) a nejméně lesních (63%) biotopech. U ostrovního ekosystému je tento výsledek celkem očekávaný, jelikož se jedná o biotop nejvíce náchylný k výkyvům rovnováhy ekosystému.

(iii) Zhodnocením studií vyplynulo, že ve vazbě na geografickou oblast byl negativní dopad největší v Asii (100%), Evropě (84%), následovala Afrika (80%), Austrálie (75%) a Severní Amerika (65%).

Z výsledků vyplývá, že nejvíce studií prokazovalo negativní dopady invazních rostlin na ptačí společenstva a to ať v závislosti na posuzované rostlině, biotopu nebo geografické oblasti. Dále lze na základě zpracovaných studií konstatovat, že hlavní negativní dopady invazních rostlin jsou: zvýšená míra predace, snížená druhová bohatost ptačích společenstev, kde hlavními příčinami jsou snížení diverzity a pokles potravních zdrojů a rozdílná struktura vegetace.

Klíčová slova

Invazní rostliny, biodiverzita, dřeviny, byliny, biotop, geografická oblast.

Abstract

Invasive plants are among the major factors participating on the threat to biodiversity. Birds are one of the Gross of organism endangered by this factor. However, birds provide a variety of ecological services and are often used as indicators of the state of environment in broader scale of landscape. Several researches assessing impact of invasive plants on ecosystem biodiversity have been done, but none of them targeted bird communities specifically. Objective of this paper will be to answer free question regarding: (i) comparison of impacts of invasive woody plants and plants; (ii) comparison of impacts by type of environment in which the invasive plant expanded (forest, grasses, island, wetlands); (iii) geographical area of invasion.

(i) The results indicate that from the perspective of bird communities, the negative impact of woody plants and plants was basically identical (76% for woody plants, 74% for plants).

(ii) Comparison of impacts by type of environment in which the invasive plant expanded proved that the most severe negative impact of invasive plants was in island biomes (100%), wetlands (91%), grassy biomes (87%). The least severe impact was in forest biomes (63%). The results for island biomes was quite expected, as this biome is the most susceptible to disbalance of ecosystem.

(iii) Assessment of studies showed that in connection with geographical area, the impact was most severe in Asia (100%), Europe (84%), followed by Africa (80%), Australia (75%) and North America (65%).

As the results imply, most of the studies proved negative impacts of invasive plants on bird communities, regardless of whether the assessment related to a plant, biome or area. Furthermore, it can be stated based on processed studies that negative impacts of invasive plants are: increase predation rate, decreased richness of species bird communities, where the primary factors are decreased diversity, decrease of food sources and different structure of vegetation.

Keywords

Invasive plants, biodiversity, woody plants, plants, biotope, geographical area.

Obsah

1.	ÚVOD.....	8
2.	DOPADY INVAZNÍCH ROSTLIN NA BIODIVERZITU	9
3.	POSOUZENÍ VLIVU INVAZNÍCH ROSTLIN NA PTAČÍ SPOLEČENSTVA.....	11
3.1.	Otázka č. 1 „Mají na ptačí společenstva větší negativní vliv byliny nebo dřeviny?“.....	13
3.2.	Otázka č. 2 „Ve kterých typech prostředí lze prokázat vyšší pravděpodobnost negativního vlivu na ptačí společenstva?“	17
3.3.	Otázka č. 3 „Na kterém kontinentě byl ze zpracovaných podkladů prokázán největší vliv invazních rostlin na jednotlivá ptačí společenstva?“.....	22
4.	SYNTÉZA DOSAŽENÝCH POZNATKŮ.....	28
5.	ZÁVĚR	31
	SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY	33

1. ÚVOD

Rostlinné invaze jsou celospolečenský problém, který způsobuje značné negativní ekologické i ekonomické dopady. Právě invazní rostliny jsou jedním z nejdůležitějších faktorů, které se podílejí na snížení biodiverzity respektive na jejím ohrožení a přispívají tak k biotické homogenizaci (Hejda et al., 2009). Jednou ze skupin organismů, které tyto rostliny ohrožují, jsou ptáci. Byla zpracována celá řada rešerší, které se zabývaly dopadem invazních rostlin na biodiverzitu ekosystému, ovšem žádná se nevěnovala specificky dopadům na ptačí společenstvo (Aslan et Rejmánek, 2010). Přitom ptáci jsou důležitou součástí pro fungování ekosystémů (Şekercioglu et al., 2004), protože šíří semena, patří mezi vrcholové konzumenty (Holland-Clift et al., 2011) a v ochraně přírody se používají jako indikátory stavu prostředí v širším krajinném měřítku (Voříšek et al., 2009).

Jednotlivé dílčí studie, zaměřené na vliv invazních rostlin na ptáky, ukazují rozporuplné výsledky, přičemž důvodem těchto rozporů může být různost environmentálních podmínek v místech, kde byly podklady pro tyto studie sbírány. V případě některých typů prostředí lze předpokládat, že je invaze zcela přetvoří, a tedy i dopad na ptačí společenstva bude výraznější, v jiných typech prostředí zůstanou hlavní ekologické funkce nedotčené, a proto dopad na ptačí společenstva může být menší. Dalším faktorem, který může způsobovat nesoulad mezi studiemi, je geografická oblast, kde ke sběru dat došlo, protože víme, že míra výměny rostlinných druhů je mezi různými částmi světa nestejná.

Základem práce je vyhodnocení tří základních otázek a to: (i) zda na ptačí společenstva mají větší negativní vliv byliny, nebo dřeviny; (ii) dále v jakých biotopech lze prokázat vyšší pravděpodobnost negativního vlivu na ptačí společenstva a (iii) v neposlední řadě jsou zhodnoceny vlivy invazních rostlin na ptačí společenstva v rámci jednotlivých geografických oblastí.

Práce si proto klade za cíl srovnat výsledky studií zkoumajících dopady invazních rostlin na ptačí společenstva s ohledem na typ invazní rostliny (dřeviny x byliny), typ prostředí, v němž se invazní rostlina rozšířila a geografickou oblast, kde k invazi došlo.

2. DOPADY INVAZNÍCH ROSTLIN NA BIODIVERZITU

Zavlečené druhy můžeme klasifikovat i podle následujících kritérií:

- postavení druhu v invazním procesu;
- doba, kdy byl druh na území zavlečen;
- zda byl druh zavlečen úmyslně či neúmyslně;
- na jaký typ stanoviště resp. v jakých druzích rostlinných společenstev se vyskytuje. (Vačkář, 2005)

Pakliže jsou k dispozici příhodné podmínky, dochází k jejich rozmnožení a pak vnímáme tyto rostliny jakožto invazní. Pyšek et al. (2012) uvádějí, že v 63% dochází vlivem invazních rostlin k výrazným změnám ve studovaných systémech. Častěji se vliv invazních rostlin projevuje na rostliny než živočichy a dopad na druhy a společenstva bývá obvykle negativní (pokles).

Příkladem negativního vlivu na společenstva, kdy dochází k přetvoření původní ekosystému, je křídlatka japonská (*Reynoutria japonica*), která se velice úspěšně rozšířila především na území Evropy, Severní Ameriky a Nového Zélandu. Původním areálem křídlatky je Japonsko, Korejský poloostrov, Čína a Taiwan, kde se vyskytuje především v údolích a horských svazích (Mlíkovský et Stýblo, 2006). Husté porosty křídlatek vytlačují původní rostlinná společenstva (např. topoly, olše, vrby) a tím také vytěsňují na ně vázané živočišné druhy, jedním z důvodů je např. zastínění ostatních druhů rostlin (Kroutil, 2011). Křídlatky ohrožují především společenstva vyskytující se na vlhčích biotopech bohatých na živiny a s pravidelným mechanickým narušováním svrchní vrstvy půdy. Nejméně jsou ohroženy sukcesně pokročilejší společenstva (lesy), dále louky a pole, kde dochází k určitému pravidelnému kultivačnímu režimu, který omezuje růst křídlatek (Kroutil, 2011).

Podobným, ač méně agresivním druhem pro původní ekosystémy je netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera*). Jedná se o jednoletou bylinu, která se především díky svým konkurenčním vlastnostem, jako je snadné množení, velice snadno rozšiřuje. Ovšem je třeba si povšimnout i dalšího aspektu, ač je netýkavka žláznatá značně expanzní rostlinou, tak z entomologického hlediska jsou názory na její výskyt rozporuplné. Starý a Havelka (2014) uvádějí její význam pro opylovače, ale v některých případech dochází k „přetahování“ od jiných druhů rostlin. Současně uvádějí, že případ

netýkavky žláznaté může sloužit jako model pro studium vznikajících mezidruhových vztahů (adaptace několika druhů mšic a na ně vázaných predátorů a parazitoidů) ve zformovaných ekosystémech po zavlečení nového invazního duhu rostlin. Výsledky tohoto výzkumu ukazují komplexnost problému zavlečených nových druhů do relativně rovnovážných ekosystémů.

Dalším druhem invaze je cílená invaze za účelem zajištění ekonomického zisku. Častým příkladem jsou především rozvojové země, ve kterých dochází k úmyslnému antropogennímu zavlečení invazních rostlin, ale i v evropských zemích dochází hojně k vysazování naditce jehnědokvětého (*Prosopis juliflora*), který je v pobřežních oblastech vysazován z protierozních důvodů (Sampath Kumar et Viswanathan, 2016). Jeho dřevo je využíváno ve stavebnictví, k výrobě nábytku či jako palivové dříví, současně jsou tyto stromy významným zdrojem nektaru a podporují tak produkci medu (Sampath Kumar et Viswanathan, 2016). Jiným příkladem může být vysoká míra invaze na antropogenních stanovištích – městské a jinak kulturně přetvořené krajiny

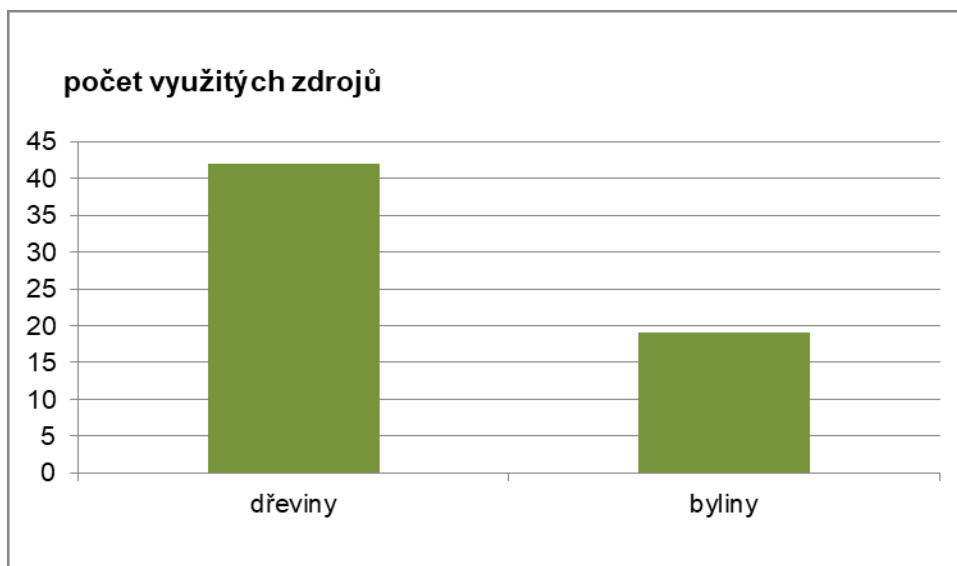
3. POSOUZENÍ VLIVU INVAZNÍCH ROSTLIN NA PTAČÍ SPOLEČENSTVA

Pro zpracování práce byly využity literární rešerše pojednávající o vlivu invazních druhů rostlin na ptáky. Základem bylo zpracování tří otázek:

1. *Mají na ptačí společenstva větší negativní vliv byliny nebo dřeviny?*
2. *Ve kterých typech prostředí lze prokázat vyšší pravděpodobnost negativního vlivu na ptačí společenstva?*
3. *Ve kterých oblastech je negativní vliv na ptáky větší a ve kterých menší: Evropa, Amerika, Austrálie, Asie, Afrika?*

Otázky byly zvoleny s ohledem na skutečnost, že uvedenou problematikou se prozatím cíleně žádná publikace či odborný příspěvek nezabýval. Jedná se tedy o nový pohled na uvedenou problematiku. Prioritně byla k vyhledávání studií zvolena dostupná databáze „Web of Knowledge“, dále studie z odborných publikací a časopisů, z nichž relevantní či částečně relevantních bylo pouze 61. Z dostupných studií byl hodnocen jejich vliv z hlediska pokryvu vegetace ve vazbě na potravu, úspěšnost hnízdění, abundance jednotlivých druhů ptactva (ve kterém porostu má daný druh vyšší početnost a ve kterém nižší), dále dopad na počet druhů (tzv. druhové bohatství „species richness“, druhovou diverzitu „species diversity“), tedy ve kterém porostu (invazní vs. původní) je druhů méně a kde více. Byl posuzován dopad na skupiny druhů definovaných typickými vlastnostmi např. na ekologické specialisty či generalisty. Všechny tyto faktory byly použity pro posouzení souhrnného vlivu ve formě dopadu negativního, neutrálního, popřípadě pozitivního.

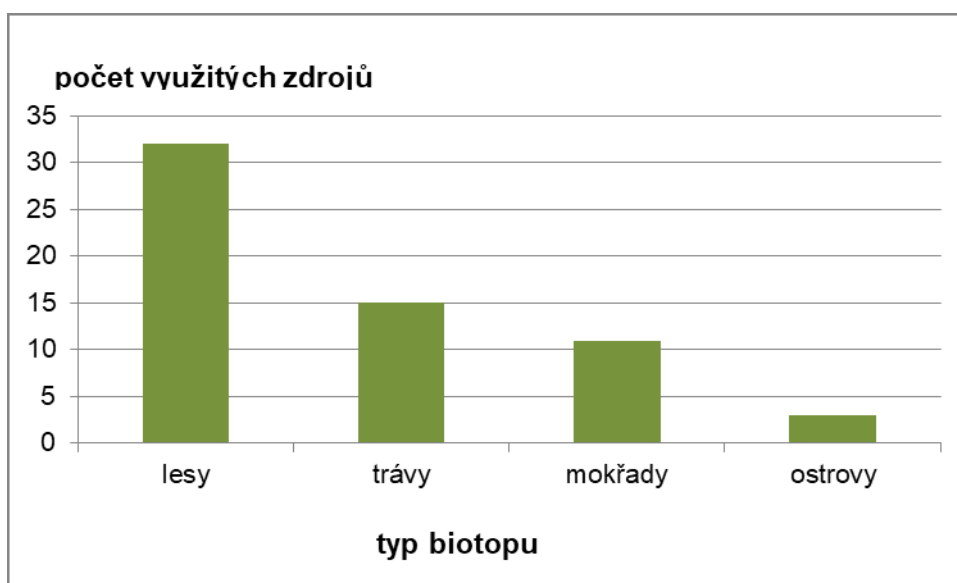
Z hlediska metodiky bylo pracováno s 61 relevantními zdroji, z toho při posuzování dominantního vlivu dřevin versus byliny je počet využitých zdrojů znázorněn v grafu č. 1.



Graf 1: Počet využitých zdrojů z hlediska zastoupení dřeviny vs. byliny.

Většina studií se zabývala vlivem invazních dřevin na ptačí společenstva a to celkem 42 studií, kde byl prokázán některý z dopadů. Pouze 19 zdrojů se vztahovalo k bylinám a jejich vlivu na ptáky.

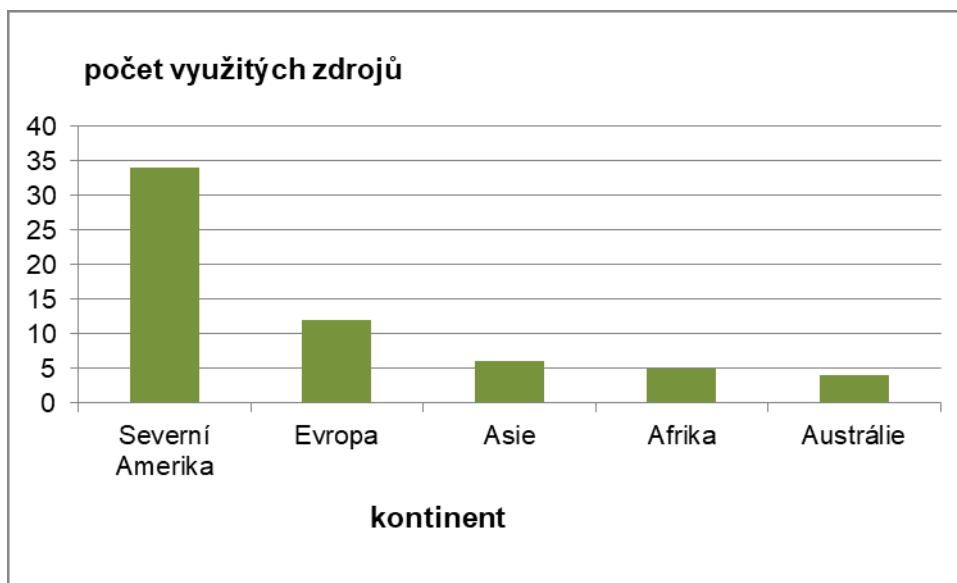
Pro posuzování typu biotopu je počet jednotlivých využitých zdrojů znázorněn v grafu č. 2.



Graf 2: Počet využitých zdrojů z hlediska typu biotopu.

Nejvíce dat se vztahovalo k lesním biotopům (32), travním (15), mokřadním (11) a nejméně studií bylo k dispozici u ostrovních biotopů (3).

Graf č. 3 hodnotí počet využitých zdrojů s ohledem na geografickou oblast.



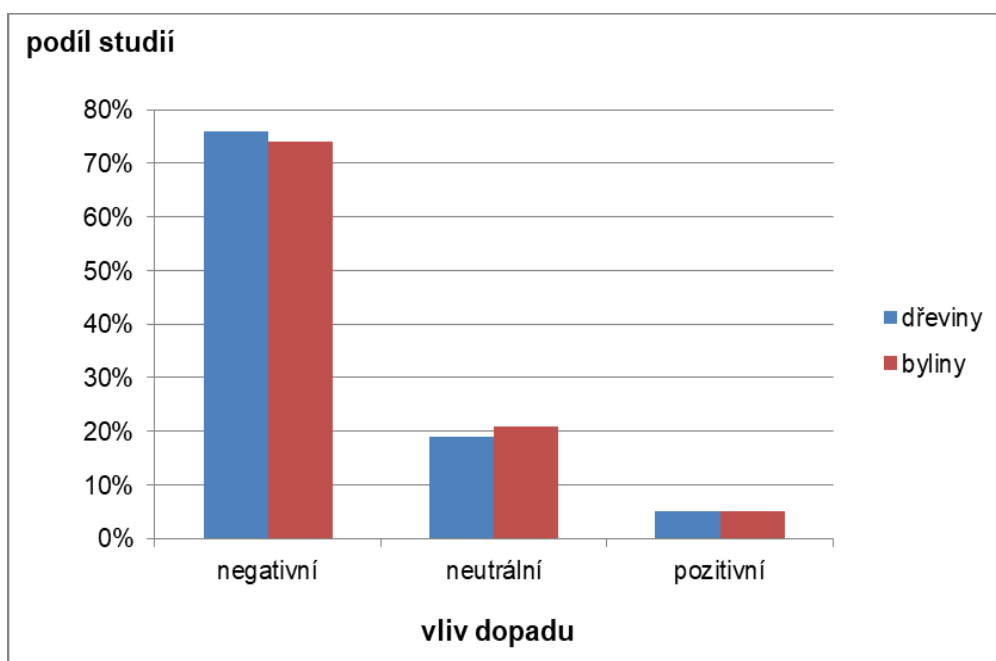
Graf 3: Počet využitých zdrojů z hlediska kontinentů.

Nejvíce dostupných zdrojů bylo k dispozici pro oblast Severní Ameriky (34), poté pro Evropu (12), následovala Asie (6), Afrika (5) a Austrálie (3).

3.1. Otázka č. 1 „Mají na ptačí společenstva větší negativní vliv byliny nebo dřeviny?“

Z celkem 61 využitých studií se 69% zabývalo vlivem dřevin a 31% vlivem bylin na ptačí společenstva. Přičemž z hlediska negativního dopadu bylo procentuální zastoupení studií téměř totožné - u dřevin (76%) a u bylin (74%). Neutrální dopad byl u dřevin prokázán v 19% a u bylin v 21%. Pozitivní dopad byl prokázán nejméně a činil

pouze 5% u dřevin i u bylin. Z výsledků zpracovaných studií vyplývá, že vztah mezi invazivními bylinami a dřevinami byl téměř totožný u všech dopadů (negativní, neutrální, pozitivní).



Graf 4: Využité studie ve vztahu posouzení vlivu dřevin a bylin na ptačí společenstva.

Dřeviny

V případě invazních dřevin lze jako silně negativní dopad uvést příklad expanze růže mnohokvěté (*Rosa multiflora*) a zimolezu (*Lonicera spp.*) na populaci kardinála červeného (*Cardinalis cardinalis*) a drozda stěhovavého (*Turdus migratorius*), a to především v urbanizovaných oblastech Severní Ameriky, kdy bylo zjištěno, že úmrtnost ptáků byla vyšší v invazním habitatu oproti tomu původnímu (Borgmann et Rodewald, 2004). Toto bylo způsobeno především sníženou výškou hnízdění a větší hustotou keřů, což vedlo ke snadnější predaci (Borgmann et Rodewald, 2004). Powell a Steidl (2015) došli ve svém výzkumu soustředěném především na horské oblasti Arizony ke stejnému závěru, a to že bohatost a diverzita druhového složení ptáků má klesající tendenci ve vztahu s rostoucí hustotou invazní albizie růžové (*Albizia julibrissin*), akácie (*Acacia*) a dubu (*Quercus*). Podobně konstatují Holland – Clift et al. (2011), že invazní vrba (*Salix*

¥ *rubens*) má negativní vliv na druhovou diverzitu ptáků v severovýchodní části Austrálie.

Řada studií byla věnována invaznímu tamaryšku (*Tamarix*), jehož vliv je hodnocen spíše negativně, či neutrálně. Například Fleishman et al. (2003) uvádějí, že tamaryšek kaspický (*Tamarix ramosissima*) dosáhl na pouštích jihozápadních Spojených států amerických nebyvalé invaze, což vedlo k redukci původního ptactva, ale současně poukazují na nutnost eliminace invazní rostliny s velkou opatrností tak, aby nedošlo k ohrožení stávajících populací ptactva. Stejně tak Brand et al. (2013) se ve svém výzkumu zabývali druhovou diverzitou a početním výskytem ptáků v nepůvodním porostu tamaryšku (*Tamarix*) a ruské olivy (*Elaeagnus angustifolia*), přičemž došli k závěru, že druhová diverzita byla v nepůvodních porostech sice nižší, ale odstranění invazních rostlin by mohlo ohrozit stávající populaci ptáků. K obdobnému závěru dospěli Fischer et al. (2015), kteří uvádějí, že v pobřežních oblastech Arizony došlo vlivem rozrůstání invazního tamaryšku kaspického (*Tamarix ramosissima*) k úbytku migrujících druhů ptáků oproti habitatu, kde dominovaly původní keře, avšak jeho vliv není natolik negativní. Autoři studie vyvozují, že postačí částečná revitalizace prostředí k původnímu druhovému keřovému složení. U uvedených studií lze tedy konstatovat, že dopad invazních rostlin je spíše negativní.

Studie Hanzelky a Reifa (2015), zabývající se vlivem trnovníku akátu (*Robinia pseudoacacia*) na ptactvo původních dubových lesů, dochází k závěru, že vliv nepůvodního akátu je negativní především pro specialisty jako je strakapoud prostřední (*Leiopicus medius*) a datel černý (*Dryocopus martius*). Obdobně studie Reifa et al. (2016) zaznamenává vyšší bohatost generalistů v akátových porostech a snížené množství specialistů. Podobně tomu bylo ve studii Stolenon et Finch (2001), kteří soustředili svůj výzkum na oblast Nového Mexika a potvrdili vliv invazní hlošiny úzkolisté (*Elaeagnus angustifolia*) na specialisty jako je kolibřík černobradý (*Archilochus alexandri*), který v hlošině nehnízdil.

Nebo se může jednat o neprokázaný vliv, jako například ve studii Schlossberg et King (2010), kteří uvádějí, že lesňáček žlutotemenný (*Dendroica pensylvanica*) nevykazoval žádné preference mezi původními a invazními druhy - porosty růže mnohokvěté (*Rosa multiflora*) a hlošiny okoličnaté (*Elaeagnus umbellata*), naopak u

drozdce černohlavého (*Dumetella carolinensis*) bylo prokázáno, že hnízdí především v invazních rostlinách, jedním z důvodů proč tomu tak je, může být poměrně velká hustota invazních křovin. I přes to, že vliv na úspěšnost hnízdění je prozatím nulový, invazní rostliny mohou vytěsnit původní rostlinné druhy, což už by mohlo ovlivnit i ptačí populace (Schlossberg et King, 2010).

V dalších případech bylo konstatováno, že vliv invazních rostlin je ve vazbě na roční období jednak pozitivní i negativní. Příkladem takové studie je práce Rodewald et al. (2009), kde se konstatuje, že vliv zimolezu (*Lonicera maackii*) má silně negativní dopad na populaci kardinála červeného (*Cardinalis cardinalis*). Tento dopad byl spojen ve vztahu k (*Lonicera maackii*), kdy především na počátku jara vykazovala hnízda kardinála červeného (*Cardinalis cardinalis*) nejnižší míru přežití, naopak v pozdějším období se jevila jako pozitivní, což může představovat významnou ekologickou past (Rodewald et al., 2009). Dalším příkladem je studie týkající se invazního zimolezu (*Lonicera*), který poskytuje dobrý zdroj potravy pro frugivorní ptáky, kterými jsou například drozdec černohlavý (*Dumetella carolinensis*), drozdec stěhovavý (*Turdus migratorius*) (Gleditsch et Carlo, 2010).

Byliny

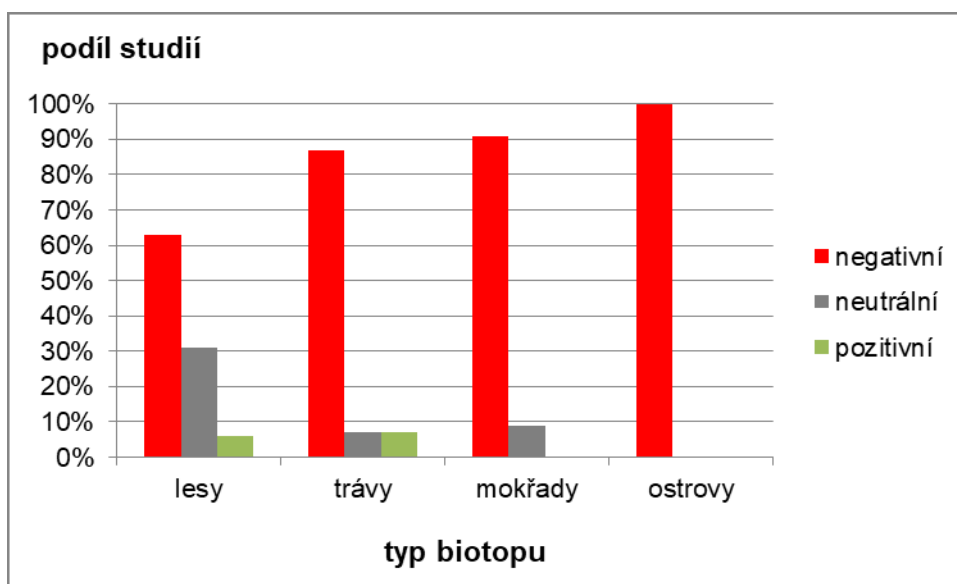
Serniak et al. (2017) zkoumali vliv křídlatky japonské (*Fallopia japonica*) v Pensylvánii, její vliv na původní rostlinstvo a bezobratlé je poměrně dobře studovaný a odhalili především negativní dopady. Pokrytí křídlatkou v této studii dosahovalo maximálně 50%, proto nemá tak výrazný dopad na ptačí hojnost a bohatost, negativní korelace byla například prokázána u lesňáčka velkého (*Parkesia motacilla*), jakožto specialisty (Serniak et al., 2017).

Ve studii zaměřené na výskyt chrpy latnaté (*Centaurea stoebe*), která snižuje reprodukční úspěch a zásoby potravy, bylo prokázáno, že má velké dopady na migrující pěvce jako je strnádka vrabcovitá (*Spizella Passerina*) (Ortega et al., 2014).

3.2. Otázka č. 2 „Ve kterých typech prostředí lze prokázat vyšší pravděpodobnost negativního vlivu na ptačí společenstva?“

Zhodnocení vlivu na ptačí společenstva dle typu prostředí je uvedeno v grafu č.

5.



Graf 4: Využité studie ve vztahu posouzení typu biotopu a prokázání vlivu na ptačí společenstva.

Jednoznačně negativní dopad invazních rostlin byl prokázán u ostrovních biotopů (100%), výrazný negativní dopad byl prokázán v případě mokřadů (90%), srovnatelné hodnoty dosahovaly studie vztažené k travním biotopům (87%). Nejmenší negativní dopad byl ve zpracovaných studiích prokázán u lesních biotopů (63%). Neutrální dopady bylo možné sledovat u lesů (31%), mokřadů (9%) a trav (7%). Pozitivní dopad byl zaznamenán pouze u trav (7%) a lesů (6%).

Ostrovy

Invaze nepůvodních druhů rostlin na ostrovech bývají relativně velmi rozsáhlé a invazní druh často zásadním způsobem změny podmínky pro existenci původních druhů rostlin. Takovým případem je invaze chininovníku (*Cinchona pubescens*) na

galapážském ostrově Santa Cruz, na kterém se nepůvodní strom rozšířil v místech, kde se před invazí nacházely porosty kapradin a ostríc a omezil tak rostlinný pokryv ve svém okolí o 60%, v případě endemických druhů až o 80 % (Jäger et al. 2007).

Podobně se Ceia et al., (2009) zaměřili na studium lesních porostů a vlivu na druhovou pestrost ptactva na portugalském souostroví Azor, na kterém byla zkoumána společenstva invazního porostu slizoplodu (*Pittosporum undulatum*) a kryptomerie japonské (*Cryptomeria japonica*) na původní vavřínové lesy ve vazbě na výskyt ptačích společenstev. V této studii se jakožto největší generalista projevil králíček obecný (*Regulus regulus azoricus*), naopak největším specialistou byl hýl azorský (*Pyrrhula murina*).

V případě ostrovních ekosystémů, bylo k dispozici omezené množství dat, ovšem z hlediska průkaznosti bylo 100% těchto dat definovaných s negativním dopadem invazních rostlin na ptačí společenstva, která jsou jimi značně omezena a dochází k jejich nepřírozené redukci.

Mokřady

Ramsarská úmluva (1971) definuje mokřady jako území bažin, slatin, rašelinišť i území pokrytá vodou, přirozená i uměle vytvořená, trvalá či dočasná, s vodou stojatou či tekoucí, sladkou, brakickou či slanou, včetně území s mořskou vodou, jejíž hloubka při odlivu nepřesahuje šest metrů.

Ferdinands et al. (2005) uvádí, že australské mokřady napadené lipnicí (*Brachiaria mutica*) mají nižší počet ptačích druhů, než stanoviště na kterých se nevyskytuje. Obdobně vyznívají závěry studie Ma et al. (2011), kteří zkoumali mokřady a vliv typického invazního druhu *Spartina Alterniflora*, který se zde hojně vyskytuje a jehož porost je velice hustý (na rozdíl od původního rákosu (*Phragmites australis*)), dochází k tomu, že ptáci se tomuto porostu vyhýbají.

Opakem může být studie Lupien et al. (2015), kteří sledovali rozdílnost biodiverzity ptactva v nepůvodním rákosovém prostředí v Kanadě, ve kterém byl prokázán pouze přímý vliv mezi hnízděním střízlíka bažinného (*Cistothorus palustris*), který jako jediný vyhledával původní rostlinné prostředí, a naopak u lesňáčka žlutého

(*Setophaga petenchia*) bylo zjištěno, že jeho společenstva jsou početnější právě v nepůvodním prostředí.

U mokřadních biotopů lze konstatovat, že z dostupných dat vyplývá negativní dopad invazních rostlin (91%) a v daleko menší míře dopad neutrální (9%).

Trávy

Travní porosty můžeme dělit podle jejich původu na:

- přírodní travní porosty;
- umělé travní porosty;
- polopřírodní až přírodě blízké porosty (Plesník, 2013).

Askins et al. (2007) poukazuje na fakt, že většina druhů travních ptáků je velice zranitelná, protože lidé zničili jejich přirozené prostředí udržitelné pro jejich život, migraci a zimoviště, a to buď přímo tím, že je přeměňují na zemědělskou půdu a stavební pozemky, nebo nepřímo úpravou pastvin.

Většina těchto studií prokazuje, že vliv invazních rostlin je do značné míry spojen především s nedostatkem potravy ve formě členovců. Příkladem je studie Ortega et Pearson (2005), ve které se uvádí, že při poklesu původního chrpového (*Centaurea*) společenstva došlo k poklesu početnosti sarančat (*Caelifera*), což má za následek snížení zdrojů potravy a ovlivnění populace strnádky vrabcovité (*Spizella passerina*).

Taktéž Gerber et al. (2008) uvádějí, že velkoplošná invaze exotických druhů opiletek (*Fallopia spp.*) pravděpodobně vážně ovlivňuje diverzitu rostlinného společenstva, a tak snižuje kvalitu pobřežních ekosystémů pro obojživelníky, plazy, ptáky a savce, jejichž potrava je z velké části závislá na bezobratlých.

Stejně tak Scheiman et al. (2003) uvádějí, že určité druhy ptáků jsou více náchylné k ovlivnění invazními rostlinami, např. zamoření travních porostů pryšcem obecným (*Euphorbia esula L.*) má za následek snížení populace strnadce pustinného (*Ammodramus savannarum*).

Skorka et al. (2009) poukazují na rozšíření zlatobýlu (*Solidago spp.*) na loukách v Polsku, které vedlo k omezení druhové diverzity ptactva, a to především z důvodu nižšího potenciálu potravní hustoty (především motýlů (*Lepidoptera*)), výjimku tvoří bramborníček hnědý (*Saxicola rubetra*), který invazní porost vyhledává.

Oproti tomu Kennedy et al. (2008), poukazují spíše na pozitivní dopad lučin se směsí původní a nepůvodní vegetace, které mohou být vhodnými stanovišti pro hnízdící ptáky, neboť se neprokázala zvýšená míra predace v nepůvodních stanovištích a ani nedošlo ke snížení potravních zdrojů v podobě bezobratlých.

Mezi specifické travní biotopy patří prémie, což jsou bylinné formace mírného podnebného pásu s převahou trav a toto označení je typické pro Severní Ameriku. Prérijní biotopy jsou jedním z nejvíce exponovaných a nejcitlivějších biotopů. V temperátních oblastech USA s vysokou kontinentalitou klimatu byly rozsáhlé plochy prérií, tvořených původně vytrvalými druhy trav, obsazeny dvěma jednoletými druhy sveřepu – sveřep střešní (*Bromus tectorum*) a sveřep jalový (*Bromus sterilis*) (Hejda et Marková, 2011). Studie Grant et al. (2004) prokázala, že počet severoamerických prérií klesá a stejně tak i jejich kvalita, přičemž u endemitů se specifickým stanovištěm jako je strnadec Bairdův (*Ammodramus bairdii*), strnad límcový (*Calcarius ornatus*) a linduška prérijní (*Anthus spragueii*) bylo typické, že se jejich počet snižoval úměrně s rostoucím zalesňováním prérií (docházelo ke zvýšení úspěšnosti predace jejich hnízd a snůšek).

Lloyd a Martin (2005) uvádějí, že strnad límcový (*Calcarius ornatus*) má snížený reprodukční úspěch v monokulturách invazního žitňáku hřebenitého (*Agropyron cristatum*) v porovnání s domorodými prériemi. Stejně tak studie George et al. (2013), která se zabývala vlivem vousatky prstnaté (*Bothriochloa ischaemum*) na prérijní ptactvo zaznamenala, že v oblastech, kde byla vousatka vyseta jakožto monokultura, došlo k omezení druhové diverzity ptactva, což bylo způsobeno především nedostatkem potravy. Dominantním druhem se tak v této monokultuře stal generalista strnadec pustinný (*Ammodramus savannarum*), který se zde vyskytoval až s dvojnásobnou hustotou. Naopak došlo ke snížení počtu strnádky travní (*Chondestes grammacus*) a křepela virginského (*Colinus virginianus*) (George et al., 2013).

Z rešerší dostupné literatury lze konstatovat, že dopad invazních rostlin na travní ekosystémy je především negativní (87%) a vykazuje preferenci generalistů.

Lesy

Les je nejsložitějším a nejrozmanitějším suchozemským ekosystémem. Hodnota lesního ekosystému roste s jeho stářím a spočívá ve vyšší ekologické stabilitě, biodiverzitě a vyšší odolnosti vůči nepříznivým vlivům (CENIA, 2013). Les můžeme rozdělit do jednotlivých pater (stromové, keřové, bylinné, mechové), z nichž každé má charakteristické rostlinné i živočišné druhy, ale i teplotní, světelné a vlhkostní podmínky (CENIA, 2013).

Studie, zabývající se lesním biotopem, poukazují především na negativní dopad invazních rostlin (63%). Příkladem může být studie Walker (2008), která klade důraz na rozmanitost a fyziognomii rostlinstva, jako příklad uvádí invazi tamaryškem kaspickým (*Tamarix ramosissima*), ve kterém byla zjištěna závislost mezi druhovým složením ptactva a dopadem na migrující ptactvo.

Dalším příkladem negativního vlivu invazivního tamaryšku (*Tamarix spp.*) a hlošiny úzkolisté (*Eleagnus angustifolia*) je studie Smith et Finch (2013), ve které je konstatováno, že ptáci – tyranovec vrbový (*Empidonax traillii*) a kukačka dešťová (*Coccyzus americanus*) preferovali k hnízdění především původní porosty jako např. topol (*Populus spp.*).

Studie Soh et al.(2006) prokázala, že hornaté lesy na poloostrově Malajsie byly vážně ohroženy pěstováním exotických plodin, zakládáním plantáží a expanzí městských částí, což vedlo k zásadnímu snížení biodiverzity nejen rostlin, ale i ptáků. Dále bylo poukázáno na skutečnost, že horské druhy ptactva reagují mnohem citlivěji na změny, které se týkají ztráty či změny lesního porostu, než druhy nížinné (Soh et al., 2006).

Řada autorů se věnovala výzkumu výskytu nejrozšířenějšího invazního stromu v globálním měřítku a to blahovičníku (*Eucalyptus spp.*). Většina autorů jako Williams (2002), Rejmánek et Richardson (2011) poukazují na skutečnost, že eukalyptové porosty jsou považovány za relativně neinvazní a podobně v případě Williams (2002)

bylo konstatováno, že eukalyptové porosty nejsou pro ptáky nevýhodné, např. sýkorovití (*Paridae*) a kolibříkovití (*Trochilidae*) využívali porosty k reprodukci.

Neutrální vliv byl zaznamenán u invazního ptačího zobu čínského (*Ligustrum sinense*), u kterého nebylo překvapivě zjištěno, že by negativně ovlivňoval početnost či druhovou diverzitu zpěvných ptáků (sledováni byli např. kardinál červený (*Cardinalis cardinalis*), střízlík karolinský (*Thryothorus ludovicianus*), sojka chocholatá (*Cyanocitta cristata*), drozdec černohlavý (*Dumetella carolinensis*) (Wilcox et Beck, 2007).

Ze studie provedené v Severní Americe, která se zabývala sledováním ptáků v invazním porostu tamaryšku kaspického (*Tamarix ramosissima*) vs. původním porostu vrby (*Salix spp.*) a topolu (*populus spp.*) vyplynulo, že vliv invazní rostliny se projevuje pouze u některých druhů ptáků jako například lesňáček žlutý (*Setophaga petechia*) (Shanahan et al., 2011).

Většina studií prokázala, že vliv invazních rostlin v lesních porostech je z hlediska druhové diverzity ptactva negativní (63%). Oproti ostatním biotopům se ve studiích projevil poměrně výrazně i dopad neutrální (31%) a pozitivní (6%). Toto zjištění je pravděpodobně způsobeno skutečností, že lesní biotopy jsou jedním z ekosystémů, které jsou schopny se do jisté míry vyrovnat s procesem invaze, popřípadě tam invazní proces nedosáhl takové míry, aby ohrozil původní ekosystém.

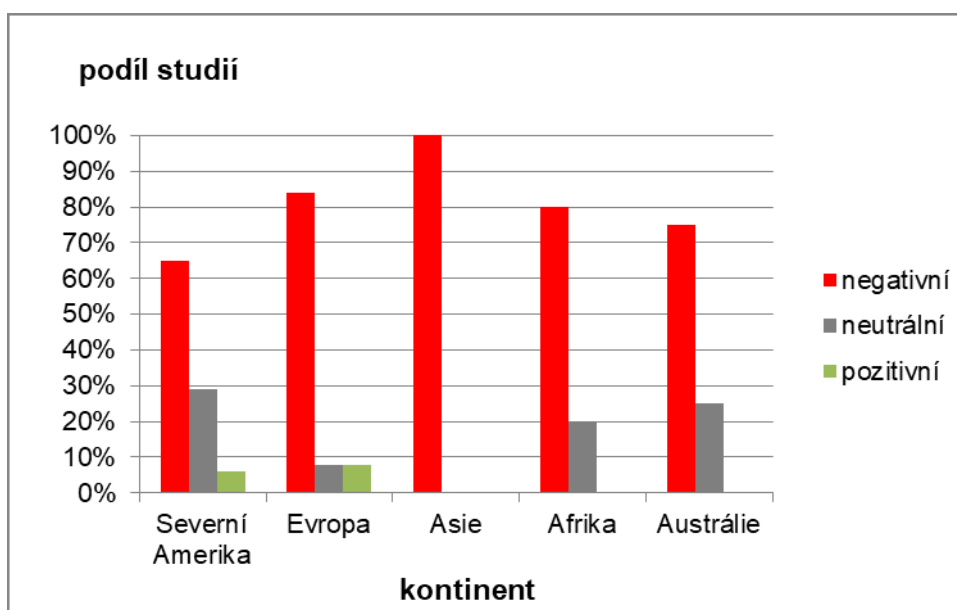
3.3. Otázka č. 3 „Na kterém kontinentě byl ze zpracovaných podkladů prokázán největší vliv invazních rostlin na jednotlivá ptačí společenstva?“

Biodiverzita rostlinných společenstev je výrazně měněna a k nejvíce zasaženým územím na severní polokouli patří západní pobřeží Spojených států amerických a Kalifornie, k postupné změně vegetace došlo i v obdobných podmínkách v západní Austrálii a v Evropě (Pyšek et Tichý, 2001).

Ze zpracovaných podkladů jednoznačně vyplývá, že největší vliv invazních rostlin na ptactvo byl zpracován pro oblast Severní Ameriky a pro Evropu. Lze se

domnívat, že uvedené zjištění souvisí se skutečností, že uvedené studie využívají dostupných finančních zdrojů a oblast environmentální politiky je pro tyto státy zajímavá. Základem pro takovou politiku je analýza rizika škodlivého organismu, která nám poskytuje vědecky podložené hodnocení pro rozhodnutí o přijetí fyto-sanitárních opatření tj. opatření proti zavlékání a šíření škodlivých organismů rostlin (Stejskal et Frýdová, 2013).

Zhodnocení jednotlivých geografických oblastí dle vlivu (negativní, neutrální a pozitivní), dokládá graf č. 6.



Graf 5: Využité studie ve vztahu posouzení kontinentu a prokázání vlivu na ptačí společenstva.

Jednoznačně negativní dopad byl prokázán pro Asii (100%), dále následovala Evropa (84%), Afrika (80%), Austrálie (75%) a Severní Amerika (65%), ve které byl také zaznamenán nejvýraznější neutrální (29%) a pozitivní dopad (6%) invazních rostlin na ptáky.

Asie

Oblast Asie je v současné době pravděpodobně nejvíce zatížena neekologickým chováním. Hlavní příčinou je drobné hospodaření tzv. samozásobitelské zemědělství - drobné zemědělsky udržované plochy, které se vlivem intenzivního hospodaření rychle vyčerpávají a snižuje se tak jejich úrodnost (Opršal, 2017). Právě nepříznivé

hospodářské podmínky umožňují daleko snadnější rozšiřování invazních rostlin (styl hospodaření), než ve vyspělejších státech světa (Nováček, 2010).

Mezi nejvýraznější invazní druhy Asie patří především (*Spartina alterniflora*) dle Ma et al. (2011), lantána obecná (*Lantana camara L.*) dle Kannan et al. (2016).

V regionu Tamil Nadu (Indie) byl zkoumán vliv invazního naditce (*Prosopis juliflora*) versus původní akácie nilská (*Acacia nilotica*) především na vodní ptactvo (například anhinga rezavá (*Anhinga melanogaster*) a ibis černohlavý (*Threskiornis melanocephalus*), přičemž bylo prokázáno, že větší počet mládřat byl v hnízdech postavených na původním porostu. Invazní naditec, ač působil pro hnízdění ptáků přitažlivěji, svou strukturou (sklon větví) způsoboval, že velké procento mládřat z hnízda vypadlo (Chandrasekaran et al., 2014).

Studie Ma et al. (2006) zabývající se expanzivní *Spartina alterniflora* v ústí řeky Yangtze prokázala, že veškeré zkoumané druhy ptactva se vyhýbaly hnízdění v porostech *Spartina alterniflora* a to především z důvodu nevyhovující struktury rostliny (porost je nižší než původní vegetace a zvyšuje se tak míra predace).

Z dostupné analýzy zdrojů bylo pro Asii k dispozici pouze 6 studií, které vykazovaly negativní vliv invazních rostlin (100%) na ptačí společenstva. Poměrně malý počet studií je pravděpodobně zapříčiněn především nedostatkem odborných pracovníků, kteří by se uvedenou tematikou zabývali a nemalou měrou nedostatkem finanční podpory ze strany vlád (Peh, 2010).

Evropa

Mezi nejvýraznější invazní rostliny Evropy patří především ambrosie peřenolistá (*Ambrosia artemisiifolia*) původem ze Severní Ameriky, křídlatka japonská (*Reynoutria japonica*) původem z Asie, křídlatka sachalinská (*Reynoutria sachalinensis*) pocházející z východního Ruska a Japonska, bolševník velkolepý (*Heracleum mantegazzianum*) pocházející z horských oblastí Kavkazu, netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera*), přičemž její původní areál je od severní oblasti Indie od Kašmíru po Garhwal a Pákistán, opuncie mexická (*Opuntia ficus-indica*), trnovník akát (*Robinia pseudoacacia*) původem ze Severní Ameriky, pajasan žláznatý (*Ailanthus altissima*) původem z Číny (Nentwig ed., 2014).

Invazním rozvojem křídlatky (*Reynoutria spp.*) se zabývali Hajzlerová a Reif (2014) a to v oblasti Beskyd, kdy byla zjištěna vazba mezi rozšířením křídlatky a druhovou pestrostí ptactva. Specialisté jako konipas horský (*Motacilla cinerea*), skorec vodní (*Cinclus cinclus*) a pěnice slavíková (*Sylvia borin*) vykazovali menší početnost a docházelo tím ke snížení druhové pestrosti ptactva. Naopak generalistům, jako je rákosník zpěvný (*Acrocephalus palustris*) či pěnice černohlavá (*Sylvia atricapilla*), invazní porost vyhovoval (Hajzlerová et Reif, 2014).

Studie Kroftové et Reifa (2017) prokázala, že v lokalitách se středním pokrytím invazního trnovníku (*Robinia pseudoacacia*) nebyl zjištěn negativní vliv na ptačí společenstvo, jeho druhová diverzita zůstává v podstatě stejná jako v původních porostech. Některé druhy ptáků invazní porost vyloženě vyhledávaly - linduška lesní (*Anthus trivialis*), zvonek zelený (*Carduelis chloris*), špaček obecný (*Sturnus vulgaris*), někteří preferovali původní porost, např. lejsek bělokrký (*Ficedula albicollis*), strakapoud prostřední (*Dendrocopos medius*), datel černý (*Dryocopus Martius*) (Kroftová et Reif, 2017).

Pro Evropu vyplýval vliv invazních rostlin na ptáky negativně (84%), ale byly zpracovány i studie, které popisovaly dopad neutrální (8%) nebo dokonce pozitivní (8). Současně se jednalo o druhou geografickou oblast, ve které bylo využito nejvíce studií z celku zpracovaných (12).

Afrika

Výzkum zaměřený na jižní Afriku se zabýval invazí akácie (*Acacia*) podporující hnízdění řady generalistů jako je prinie skvrnitá (*Prinia maculosa*), drozdík kapský (*Cossypha caffra*), kruhoočko (*Zosterops virens*), ale autoři poukazují na značnou obezřetnost v hodnocení přínosu tohoto porostu, protože tento ekosystém podporuje jiné druhy ptáků než původní porosty fynbosu (tzv. „jemné křoví“ jižní Afriky) (Rogers et Chown, 2014).

Stejně tak studie Dean et al. (2002) prokázala, že v oblastech s výskytem invazního naditce (*Prosopis*) oproti původnímu porostu akácie (*Acacia karroo*) dochází k úbytku ptáků a to u hmyzožravých a u frugivorních (Dean et al., 2002).

Mokotjomela et al. (2013) se zabývali vztahem mezi výskytem invazních rostlin slizoplodu (*Pittosporum undulatum*) s nápadnými oranžovými plody a frugivorním ptactvem. Programy pro eradikaci invazních rostlin produkujících ovoce by měly být doprovázeny šířením původních druhů (s podobným typem růstu a reprodukčních atributů), aby poskytly hnízdiště a dostatečné zdroje potravy pro místní frugivorní ptáky (Mokotjomela et al., 2013, Gleditsch et Carlo, 2010).

Afrika byla zhodnocena jako druhá geografická oblast s nejmenším počtem dat (4), přičemž vliv invazních rostlin na ptactvo byl u studií převážně negativní (80%). Vliv neutrální se projevil ve 20%.

Austrálie

V Austrálii se vyskytují invazní rostliny jako je vrba (*Salix* ~~♀~~ *rubens*). Ve studii Holland-Clift et al. (2011) zkoumají tyto oblasti:

- pobřežní zóny, kde dominovala invazní vrba *Salix* ~~♀~~ *rubens*;
- pobřežní zóny lemované původními dřevinami;
- pobřežní zóny, kde byla vyčištěna skoro všechna dřevinná vegetace.

Nejvíce ptáků a jejich druhů se nacházelo v pobřežních zónách s původními dřevinami, pravděpodobným důvodem může být větší počet členovců, kteří slouží jako hlavní potravní zdroj pro velké skupiny ptáků (Holland-Clift et al., 2011).

Pro geografickou oblast Austrálie byl z hodnocených studií prokázán negativní vliv (75%) a vliv neutrální (25%). Uvedené výsledky mohou být do značné míry zatíženy skutečností, že pro uvedený kontinent bylo k dispozici nejméně studií (3).

Severní Amerika

Nejrozšířenějšími invazními rostlinami v této oblasti jsou růže mnohokvětá (*Rosa multiflora*) (Borgmann et Rodewald, 2004), zimolez obecný (*Lonicera* spp.), zimolez Morrowův (*Lonicera morrowii*), zimolez Maackův (*Lonicera maackii*) (Gleditsch et Carla, 2010) a blahovičník obecný (*Eucalyptus* spp.) (Fork et al., 2015).

Lze uvést například studii Delach (2006), která se zabývá možností eliminace nepůvodních rostlin jako je sveřep (*Bromus tectorum*), který úspěšně vytěsňuje původní pelyněk (*Artemisia tridentata*), což má za následek snížení populace tetřívka pelyňkového (*Centrocercus urophasianus*). Studie vysvětluje dopad intenzivního zemědělství, příměstského a venkovského rozvoje, defragmentaci původní krajiny na původní druhy rostlin a ptactva a vyvozuje důsledky včetně navrhovaných opatření (zamezení invaze cizích rostlin, zachování původních stanovišť, ekologický způsob zemědělství atp.).

Další negativní vliv byl zaznamenán v oblasti jezera Chapala (Mexiko), kde byl hodnocen vliv invazního druhu vodního hyacintu (*Eichhornia crassipes*) především na stěhovavé vodní ptáky – bekasina otavní americká (*Gallinago delicata*), jespák (*Calindris spp.*) či lyskonoh (*Phalaropus spp.*), kde při pozorování v nejvíce pokrytém území, nebyli tito ptáci spatřeni (Villamagna et al., 2012).

Jako neprůkazný vliv na ptáčí společenstva, ať již do druhové početnosti či diverzity, se ukázal invazní blahovičnickový porost (*Eucalyptus spp.*) ve srovnání s původním dubovým lesem (Fork et al., 2015). Obdobně tomu bylo v případě posuzování hnízdění ptáků v invazní hlošíně úzkolisté (*Elaeagnus angustifolia*) v Novém Mexiku, kde bylo zpozorováno, že například hrdlička karolinská (*Zenaida macroura*) nebo lesňáček žlutoprský (*Icteria virens*) preferovali hnízdění v invazivním porostu, naproti tomu kolibřík černobradý (*Archilochus alexandri*) se mu vyhýbal (Stoleson et Finch, 2001).

Dalším příkladem mohou být studie Gleditsch et Carlo (2010), kteří se zabývali invazivním zimolezem obecným (*Lonicera spp.*), zimolezem Morrowův (*Lonicera morrowii*), zimolezem Maackův (*Lonicera maackii*) a jejich vlivem na frugivorní ptáky jako je drozdec černohlavý (*Dumetella carolinensis*) a drozdec stěhovavý (*Turdus migratorius*), u kterých byla zjištěna pozitivní korelace. Naopak datlovití (*Picidae*) vykazovali silně negativní korelaci. Nicméně, Rodewald et al. (2009) zjistili, že invaze zimolezu (*Lonicera*) může zvýšit predaci hnízdění v městských prostředích, což naznačuje potenciál "ekologické pastí" zimolezu.

4. SYNTÉZA DOSAŽENÝCH POZNATKŮ

Nepůvodní druhy představují velkou hrozbu pro životní prostředí a globální biodiverzitu. Invazní druhy působí nejen velké ekonomické ztráty, ale podílí se i na řadě sociálních a ekologických problémů. U nepůvodních rostlin často hrozí, že se začnou nekontrolovatelně šířit a může tak dojít ke změnám ve složení a fungování ekosystému, jelikož vytlačují druhy původní, a tyto změny mohou mít silně negativní dopad na ptačí společenstva. Toto dokladuje i studie Schirmela et al. (2016), která poukazuje na důležitost sledování vlivu invazních rostlin na taxonomické skupiny, přičemž nejvíce postiženou skupinou byli ptáci a hmyz. Literární rešerší bylo prokázáno, že invazní rostliny mohou mít na některé druhy ptáků i dopad pozitivní, ale vzhledem k jejich vlastnostem je pravděpodobnější především neutrální či negativní dopad.

Rostlinné invaze mívají za následek pokles druhové bohatosti rostlin a živočichů. Dochází tedy k ovlivnění nejen flóry ale i fauny. Snížená heterogenita rostlin v lokalitě a nedostatek potravy v podobě členovců jsou hlavními negativními dopady, které ovlivňují ptačí společenstva. Na což ve své studii poukazují Lliold et Martin (2005) nebo Şekercioğlu (2009), který zdůrazňuje důležitost ptáků pro správné fungování ekosystémových procesů (opylování, roznos semen atp.).

Řada invazních rostlin působí negativně na potravní řetězec, což dokládá Reif et al. (2016), kteří mimo jiné posuzují vliv invazního akátu (*Robinia pseudacacia*) na rozmanitost potravních zdrojů. Pokles počtu specialistů způsobuje především úbytek nočních motýlů (*Lepidoptera*) (Reif et al., 2016). Specialisté jsou obecně náročnější na potravní zdroje a vyhledávání kořisti. Další invazní rostlinou, která způsobuje pokles početnosti členovců je například ostrokvět (*Cenchrus ciliaris*). Studie Flanders et al. (2006) uvádí, že tento pokles v nepůvodní vegetaci činil až 60%. Dominantní zastoupení potravních generalistů je způsobeno především jejich tolerancí k menší variabilitě potravních zdrojů. Kupříkladu čížek žlutý (*Spinus tristis*) a papežík indigový (*Passerina cyanea*) vykazují pozitivní korelace v invazním porostu křídlatky japonské (*Fallopia japonica*) (Serniak et al., 2017). Obecně platí, že určité druhy ptáků v nepůvodních porostech strádají, ale nenáročné druhy jsou schopny tyto porosty využívat a dokonce v nich prosperovat. Invaze rostlin mají pozitivní dopad pouze na potravní a biotopové generalisty, kteří jsou velmi přizpůsobiví (Hajzlerové et Reif, 2014, Ma et al.,

2011). Šíření invazních rostlin může přispívat k nahrazení specialistů za generalisty (Hanzelka et Reif, 2015, Soha et al., 2006, Lloyd et Martin, 2005).

Některé exotické rostliny jako například zimolez (*Lonicera*), mohou zvýšit riziko predace hnízd a mohou tak působit jako ekologické pasti (Rodewald et al., 2009, Grant et al., 2004). Pro predátory je často v invazních porostech snazší předpokládat výskyt hnízd a následně je nalézt (Borgmann et Rodewald, 2004).

Eradikace invazních rostlin bývá často finančně a časově náročná. Ve většině případů by bylo potřebné současně obnovit druhy původní, aby nedocházelo ke snižování počtu možných stanovišť pro hnízdění ptáků (Schlossberg et King, 2010). Vymýcení nepůvodních rostlin není vždy nákladově efektivní, některé z těchto druhů mohou být v určité míře tolerovány a stále poskytovat vhodná stanoviště pro ptáky (Kennedy et al., 2008).

Tato práce prezentuje, jaké jsou dopady invazních rostlin jednak z hlediska rozdílu mezi bylinami a dřevinami, z hlediska různých biotopů a jednotlivých geografických oblastí. Základním kritériem pro vytvoření grafů bylo posouzení negativního, neutrálního a pozitivního dopadu, především ve vazbě na pokryv vegetace a dostupnosti potravy. Jednotlivé vazby, ať již potravní zdroje, úspěšnost hnízdění, druhovou diverzitu či abundanci jednotlivých druhů, nelze oddělovat. V rámci procesu sukcese v invazních rostlinách dochází k jejich interakci.

Z výsledků je patrné, že největší dopad invazních rostlin byl prokázán jako negativní, u dřevin se jednalo o 76%, u bylin o 74%. Jak bylo uvedeno, tato skutečnost má vazbu především na omezení potravních zdrojů (hlavně členovců), dále dochází ke změně biotopu a často ke zvýšení predace. Na negativní dopad poukazují například Grant et al. (2004), Scheiman et al. (2003) a další. Méně významný byl dopad neutrální, který u dřevin činil 19% a u bylin 21%. Toto je způsobeno především schopností akceptovat nové prostředí s původním a invazním porostem. Ve velké většině případů není ptačí společenstvo vlivem invazních rostlin výrazně zasaženo. Pozitivní dopad byl minimální a pro oba typy rostlin v podstatě totožný v 5% u dřevin a v 5% u bylin. Je tedy možné konstatovat, že využití studie vykazovaly srovnatelné dopady invazních dřevin a bylin na ptactvo.

Z hlediska významnosti ovlivnění jednotlivých biotopů opět převládal negativní dopad, který byl dominantní u ostrovních biotopů (100%). Dále u mokřadů (91%), trav (87%) a nejméně u lesů (63%). Uvedené zjištění se ztotožňuje i s jinými studiemi, které definují ostrovní (Marková et al., 2011) a mokřadní biotypy jako nejvíce náchylné k rostlinné invazi (Ferdinands et al., 2005; Ma et al., 2011).

Ze zpracovaných studií byl největší negativní dopad zaznamenán u oblasti Asie (100%), což bylo pravděpodobně způsobeno omezeným množstvím dat (6 studií). Jako druhý kontinent byla Evropa (84%), následovala Afrika (80%), Austrálie (75%) a Severní Amerika (65%). Relativně procentuálně nejmenší vyjádřený negativní dopad u Severní Ameriky plyne ze skutečnosti, že k dané oblasti bylo využito nejvíce studií (34). Jedná se tedy ze statistického souboru o nejvíce prozkoumanou oblast, což souvisí pravděpodobně se skutečností, že odborná veřejnost a další instituce jsou tomuto výzkumu nakloněni.

Získané výsledky je potřeba brát s určitou rezervou, neboť z většiny částí světa nebylo k dispozici tolik studií jako v případě Severní Ameriky či Evropy. To ale neznamená, že na ostatních kontinentech nedochází k výraznému vlivu invazních rostlin, tzn., že buď této problematice není věnována taková pozornost nebo nebyly dohledané odpovídající studie. Ostatně tomuto názoru odpovídá i studie Pyšek et al. (2008), která uvádí, že z Afriky a Asie pochází velice omezené množství studií a jedná se tak o nejméně prostudované kontinenty.

5. ZÁVĚR

Práce se zabývala specifickými dopady invazních rostlin na ptačí společenstva. Vzhledem k tomu, že ptáci jsou důležitou součástí ekosystému, cílem práce bylo srovnat výsledky z dostupných studií. K dispozici bylo 61 relevantních zdrojů.

Ze studií, které byly využity v této práci, jsou patrné tyto výsledky:

Vyhodnocení tří otázek, které si práce kladla za cíl.

- 1) Ohledně otázky, zda mají větší negativní vliv byliny nebo dřeviny, je z výsledků patrné, že vliv invazních dřevin a bylin byl srovnatelný. Negativní dopad dřevin (stromy a keře) byl prokázán v 76% studií, u bylin se jednalo o 74%. Stejně tak se projevil dopad neutrální (dřeviny 19%, byliny 21%) a obdobně dopad pozitivní, kdy u obou typů činil rovných 5%. Nicméně je třeba brát v úvahu fakt, že dřevinami se zabývalo celkem 42 studií, oproti tomu pouze 19 studií bylinami.
- 2) Po zhodnocení vlivu invazních rostlin v jednotlivých typech prostředí, byl zaznamenán největší negativní dopad na ostrovní biotopy (100%). Ostrovy často disponují specifickou flórou a faunou, která není schopna prosadit se ve společenstvech, která tvoří nepůvodní či invazní druhy (Marková et Hejda, 2011). V případě mokřadů se jednalo o téměř 91%, u travních biotopů 87%. Vliv invazních rostlin na travní ekosystémy je také výrazný. Změna kvality stanovišť invazními druhy přispívá k poklesu lokálních druhů ptactva. Travní druhy ptáků jsou navíc ohroženy přeměnou původních ekosystémů na zemědělsky využívané plochy. Nejmenší negativní dopad byl konstatován u lesních biotopů (63%), tento výsledek lze odůvodnit největším počtem studií, které byly k dispozici.
- 3) Ze zpracovaných podkladů vyplývá, že největší negativní dopady byly zaznamenány v Asii (100%), což může souviset především s faktem, že z této oblasti bylo použito pouze 6 studií.

Následovala Evropa s negativním dopadem v 84% studií. Výsledky zde poukazují na neutrální dopad v přibližně v 16% studií.

Nejmenší počet studií pocházel z Afriky (4) a Austrálie (3), ovšem negativní dopad byl u Afriky vyhodnocen pro 80% a v Austrálii pro 75% studií.

Největší množství studií zabývajících se působením invazních rostlin na ptačí společenstva, bylo zpracováno pro oblast Severní Ameriky. Bylo zde k dispozici nejvíce zdrojů a to přibližně 56%. Dostupnost těchto zdrojů svědčí především o správně nastavené politice a erudovanosti společnosti. Převážná část studií poukazovala na negativní vliv invazních rostlin, jednalo se o více jak 65%.

Ze všech vyhodnocených otázek vyplývá dominantní negativní vliv invazních rostlin na ptačí společenstva. Do budoucna je třeba se touto problematikou nadále zabývat a zajistit další studie.

SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

ASKINS, R. A., CHÁVEZ-RAMÍREZ, F., DALE B. C., HAAS, C. A., HERKERT J. R., KNOFF F. L., VICKERY P. D. *Conservation of Grassland Birds in North America: Understanding Ecological Processes in Different Region*. Ornithological Monographs No. 64, 1-46.

ASLAN, C. A., REJMÁNEK, M. (2010). *Avian use of introduced plants: Ornithologist records illuminate interspecific associations and research needs*. Ecological Applications 20, 1005-1020.

BORGMANN L. K., RODEWALD, A. D. (2004). *Nest predation in an urbanizing landscape: The role of exotic shrubs*. Ecological Applications, 14(6), 1757-1765.

BRAND, L. A., DIXON, M. D., FETZ T., STROMBERG, C. J., STEWART S., GARBER G., GOODRICH D. C., BROOKSHIRE D. S., BROADBENT C. D., BENEDICT K. (2013). *Projecting avian responses to landscape management along the Middle Rio Grande, New Mexico*. The Southwestern naturalist 58(2), 150-162.

CEIA, R. HELENO, R., RAMOS J. A. (2009). *Summer abundance and ecological distribution of passerines in native and exotic forests in São Miguel, Azores*. Ardeola 56(1), 25-39.

CENIA. (2013). [online]. [vid. 2018-06-22]. Dostupné z: http://www.vitejtenazemi.cz/cenia/index.php?p=ekosystem_les&site=puda

DELACH, A. (2006). *Invasive species in the northwestern United states: Threats to wildlife, and defenders of wildlife's recommendation for prevention policies*. Northwestern naturalist. 87, 43-55.

DELAN, W. R. J., ANDERSON, M. D., MILTON, S. J., ANDERSON, T. A. (2002). *Avian assemblages in native Acacia and alien Prosopis drainage line woodland in the Kalahari, South Africa*. Journal of Arid Environments 51, 1-19.

ELUC. (2014). *Veřejné lekce*. [online]. [vid. 2018-06-24]. Dostupné z: <https://eluc.kr-olomoucky.cz/verejne/lekce/161>.

- FERDINANDS, K., BEGGS, K., WHITEHEAD, P. (2005). *Biodiversity and invasive grass species: multiple-use or monoculture?* Wildlife Res., 32, 447-457.
- FISCHER, R. A., VALENTE, J. J., GUILFOYLE M. P. (2015). *Spring migrant use of native and saltcedar-dominated riparian areas along the lower Colorado river in Arizona*. The Southwestern naturalist 60(1): 6-14 March 2015.
- FLANDERS, A. A., KUVLESKY, W. P. RUTHVEN, C. D., ZAIGLIN R. E., BINGHAM, R. L., FULBRIGHT, E. T., HERNÁNDEZ, F., BRENNAN, L. A. (2006). *Effects of invasive exotic grasses on South Texas rangeland breeding birds*. The Auk 123, 171-182.
- FLEISHMAN, E., McDONALD, N., MAC NALLY, R., MURPHY, D. D., WALTERS, J. FLOYD, T. (2003). *Effect of floristics, physiognomy and non – native vegetation in riparian bird communities in a Mojave Desert watershed*. Journal of Animal, Ecology 2003, 72, 484-490.
- FORK, S., WOOLFOLK, A., AKHAVAN, A., DYKE, E. V., MURPHY, S., CANDILORO, B., NEWBERRY, T., SCHREIBMAN, S., SALISBURY, J., WASSON, K. (2015). *Biodiversity effects and rates of spread of nonnative eucalypt woodlands in central California*. Ecological Applications 25:2306–2319.
- GEORGE, A. D., O'CONNELL, T. J., HICKMAN, K. R., LESLIE, D. M. (2013). *Food availability in exotic grasslands: a potential mechanism for depauperate breeding assemblages*. The Wilson Journal of Ornithology 125(3), 526-533.
- GERBER, E., KREBS, CH., MURRELL, C., MORETTI, M., ROCKLIN, R., SCHAFFNER, U. (2018). *Exotic invasive knotweeds (Fallopia spp.) negatively affect native plant and invertebrate assemblages in European riparian habitats*. Biological Conservation, 646-654.
- GLEDITSCH, J. M., CARLO T.A. (2010). *Fruit quantity of invasive shrubs predicts the abundance of common native avian frugivores in central Pennsylvania*. Divers. Distrib., 17, 244-253.

GRANT, T. A., MADDEN, E., BERKEY, G. B. (2004). *Tree and shrub invasion in northern mixed-grass prairie: implications for breeding grassland birds*. Wildlife Society Bulletin, 32(3), 807-818.

HAJZLEROVÁ, L., REIF, J. (2014). *Bird species richness and abundance in riparian vegetation invaded by exotic Reynoutria spp.* Biologia 69, 247-253.

HANULA, J. L., HORN, S., TAYLOR, J. W. (2009). *Chinese Privet (ligustrum sinense) Removal and its Effect on Native Plant Communities of Riparian Forests*. Invasive plant Science and Management 2, 292-300.

HANZELKA, J., REIF, J. (2015). *Respondents to the black locust (Robinia pseudoacacia) invasion different between habitat specialists and generalists in central European forest birds*. Jurnal Ornitol (2015) 156, 1015-1024.

HEJDA, M., MARKOVÁ Z. (2011). *Invaze nepůvodních druhů rostlin jako environmentální problém*. [online]. [vid. 2018-06-21]. Dostupné z: <http://ziva.avcr.cz/files/ziva/pdf/invaze-nepuvodnich-druhu-rostlin-jako-environmenta.pdf>

HEJDA, M. PYŠEK, P., JAROŠÍK, V. (2009). *Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities*. Journal of Ecology and Management 379, 102-113.

HOLLAND – CLIFT, S., O'DOWD, D., Mac Nally, R. (2011). *Impact of an invasive willow (salix x rubens) on riparian bird assemblages in south – eastern Australia*. Austral Ecology, 36, 511-520.

CHANDRASEKARAN, S., SARASWATHY, K., SARAVANAN, S., KAMALADHASAN, N., ARUN NAGENDRAN, N. (2014). *Impact of Prosopis juliflora on nesting success of breeding birds at Vettangudi Bird Sanctuary, South India*. Current Science 106, 676-678.

JÄGER, H., TYEB, A., KOWARIK, I.(2007). *Tree invasion in naturally treeless environments: Impacts of quinine (Cinchona pubescens) trees on native vegetation in Galápagos*. Biological Conservation, Volume 140, Issues 3–4, December 2007, 297-307.

KANNAN, R., SHACKLETON, CH. M., KRISHNAN S., SHAANKER, R. U. (2016). *Can local use assist in controlling invasive alien species in tropical forest?* Forest Ecology and Management 15, 166-173.

KENNEDY, L. P., DeBANO S.J., BARTUSZEVICE, A. M., LUERDERS, A. 2008.*Effects of Native and Non-Native Grassland Plant Communities on Breeding Passerine Birds:Implications for Restoration of Northwest Bunchgrass Prairie*. Society for Ecological Restoration International doi: 10.1111/j.1526-100X.2008.00402.x.

KROFTOVÁ, M., REIF, J. (2017). *Managment implications of bird responses to variation in non-native/native tree ratios within central European forest stands*. Forest Ecology and Management 319, 330-337.

PEH, K. (2010). *Invasive species in Southeast Asia: the knowledge so far*. Biodiversity and Conservation, 1083–1099.

KROUTIL, P. (2011). *Křídlatky*. Praha: Ministerstvo zemědělství ČR ve spolupráci se Státní rostlinolékařskou správou.

LLOYD, J. D., MARTIN, T. E. (2005). *Reproductive success of chestnut – collared longspurs in native and exotic grassland*. American Ornithological Society, No 5, 363-374.

LUPIEN, N. G. GAUTHIER, G., LAVOIE, C. (2015). *Effect of the invasive common reed on the abundance, richness and diversity of birds in freshwater marshes*. Animal Conservation 18, 32-43.

MA, Z., GAN, X. J., CAI, Y. T., CHEN, J. K., LI, B. (2011). *Effect of exotic Spartina alterniflora on the habitat patch associations of breeding saltmarsh birds at Chongming Dongtan in the Yangtze River estuary, China*. Biological Invasions, 13, 1673-1686.

- MA, Z., GAN, X., CHOI, CH., JING, K., TANG, S., LI, B., CHEN, J. (2007). *Wintering bird communities in newly-formed wetland in the Yangtze River estuary*. Ecological Research 22, 115-124.
- MARTIN, T. E. (1987). *Food as a Limit on Breeding Birds: A Life – History Perspective*. Annual Review of Ecology and Systematics. 453-487.
- MLÍKOVSKÝ, J., STÝBLO, P. (2006). *Nepůvodní druhy fauny a flory České republiky*. Praha: Český svaz ochránců přírody. ISBN 80-86770-17-6.
- MOKOTJOMELA, T. M., MUSIL, C. F., ESLER, K. J. (2013). *Frugivorous birds visit fruits of emerging alien shrub species more frequently than those of native shrub species in the South African Mediterranean climate region*. South African Journal of Botany 86, 73-78.
- NENTWIG, W. (2014). *Nevítaní vetřelci*. Invazní rostliny a živočichové v Evropě. Praha: Academia. ISBN 978-80-200-2316-2.
- NOVÁČEK, P. 2010. *Udržitelný rozvoj*. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci.
- OPRŠAL, Z. 2017. *Zemědělství v rozvojových zemích*. Zemědělství a rozvoj venkova 4, 2-7.
- ORTEGA, Y. K., BENSON, A., GREENE, E. (2014). *Invasive plant erodes local song diversity in a migratory passerine*. Ecology, 95, 458-465.
- ORTEGA, Y. K., PEARSON, D. E. (2005). *Weak vs. Strong invaders of natural plant communities Assessing invasibility and impact*. Ecological Applications 15, 651-661.
- PHILLIPS, M.L., MURRAY, B.R., PYŠEK, P., PERGL, J., JAROŠÍK, V., CHYTRÝ, M. et KÜHN, I. (2010). *Plant species of the Central European flora as aliens in Australia*. Preslia 82, 465 – 482.
- POWELL, B. F., STEIDL R. J. (2015). *Influence of vegetation on montane riparian bird communities in the sky islands of Arizona. USA*. The Southwestern naturalist 60(1), 65-71.

PYŠEK, P., JAROŠÍK, V., HULME, P. E., PERGL, J., HEJDA, M. SCHAFFNER, U., VILÀ, M. (2012). *A global assessment of invasive plant impact on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact, invading species' traits and environment*. Global Change Biology 18, 1725-1737.

PYŠEK, P., RICHARDSON, D. M., PERGL, J., JAROŠÍK, V., SIXTOVÁ, Z., WEBER, E. (2008). *Geographical and taxonomic biases in invasion ecology*. Trends Ecol Evol. 23(5), 237-44.

PYŠEK, P., TICHÝ, L. (2001). *Rostlinné invaze*. Brno: Rezekvítek. ISBN 80-902954-4-4.

PLESNÍK, J. (2013). *Proč ochranu přírody zajímají traviny*. Nika. Praha: Centrum environmentálních studií, o. s. Ročník 34, 6-11.

REIF, J. (2003). *Kolik je na světě ptáků?* In REIF, J. Proceedings of The Royal Society of London B 270, 1293–1300.

REIF, J., HANZELKA, J., KADLEC, T. ŠTROBL, M., HEJDA, M. (2016). *Conservation implications of cascading effects among groups of organisms: The alien tree Robinia pseudacacia in the Czech Republic as a case study*. Biological Conservation 198, 50-59.

REJMÁNEK, M., RICHARDSON D. M. (2011). *Eukalypts*. In SIMMBERLOFF, D., REJMÁNEK M. (eds). Encyklopedia of Biological Invasions. Berkeley, CA: University of California Press, 203-209.

RODEWALD, A.D., SHUSTACK D. P., HITCHCOCK L.E. (2009). *Exotic shrubs as ephemeral ecological traps for nesting birds*. Biol. Invasions, 12, 33-39.

ROGERS, A. M., CHOWN, S. L. (2014). *Novel ecosystems support substantial avian assemblages: the case of invasive alien Acacia thickets*. Diversity and Distributions 20, 34–45.

- SAMPATH KUMAR, S., VISWANATHAN, T. S. (2016). *Invasion of Prosopis juliflora: Still a valuable species in aird and coastal areas of Tamil Nadu, India*. International Journal of Earth Sciences and Engineering 9 (5), 1966-1971.
- SERNIAK, T. L., CORBIN, C. E., PITT, A. L., RIER, S. T. (2017). *Effects of Japanese Knotweed on avian diversity and function in riparian habitats*. Journal of Ornithology 158, 311-321.
- ŞEKERCIOGLU, Ç. H., DAILY, G. C., EHRLICH, P. R. (2004). *Ecosystem consequences of bird declines*. PNAS 101 (52), 18042-18047.
- SHANAHAN, S. A., NELSON, S. M., VAN DOOREMOLEN, D. M., ECKBERG, J. R. (2011). *Restoring habitat for riparian birds in the lower Colorado River watershed: An example from the Las Vegas Wash, Nevada*. Journal of Arid Environments 75, 1182-1190.
- SHEIMAN, D. M. BOLLINGER, E. K. JOHNSON, D. H. (2003). *Effects of leafy spurge infestation on grassland birds*. The Journal of Wildlife Management, 67, 115-121.
- SCHIRMEL, J., BUNDSCHUH, M., ENTLING, M. H., KOWARIK, I. BUCHHOLZ, S. (2016). *Impact of invasive plants on resident animals across ecosystems, taxa, and feeding types: a global assessment*. Global Change Biology 22: 594-603.
- SCHLOSSBERG, S., KING, D. I. (2010). *Effect of invasive woody plants on avian nest site selection and nesting success in shrublands*. Animal Conservation 13, 286-293.
- SIMBERLOFF, D., SCHMITZ, D. C., BROWN T. C., eds. (1997). *Strangers in Paradise: Impact and Management of Nonindigenous Species in Florida*. Washington DC, Island Press.
- SKORKA, P., LENDA, M., TRYJANOWSKI, P. (2009). *Invasive alien goldenrods negatively affect grassland bird communities Eastern Europe*. Polsko: Poznań. Wojska Polskiego 71 c, 60-625.

SMITH, D. M., FINCH, D. M. (2013). *Use of native and nonnative nest plants by riparian-nesting birds along two streams in New Mexico*. River research and applications 30, 1134-1145.

SOH, M., SODHI, N., LIM, S. 2006. *High sensitivity of montane bird communities to habitat disturbance in Peninsular Malaysia*. Biological Conservation 129, Elsevier, 149-166.

STARÝ, P., HAVELKA, J. (2014). *Entomologické aspekty invaze netýkavky žláznaté*. Praha: živa 5, 211-212.

STERNIAK, L. T., CORBIN, C. E., PITT, A. L., RIER, T. S. (2017). *Effect of Japanese Knotweed on avian diversity and function in riparian habitats*. Jurnal Ornithol 158: 311-321.

STEJSKAL, V., FRÝDOVÁ, B. (eds.). (2013). *Nové metody a přístupy řízení rizik regulovaných škůdců v ČR a legislativní problémy použití biocidů a pesticidů ve skladech rostlinných produktů a ve mlýnech*. Sborník ze semináře a workshopu VVF a ŽP. Praha: Výzkumný ústav rostlinné výroby, v. v. i. ISBN 978-80-7427-150-2.

STOLESON, S. H., FINCH, D. M. (2001). *Breeding bird Use of and Nesting Success in Exotic Russian Olive in New Mexico*. Wilson Bull., 113(4), 452-455.

THE CONVENTION ON WETLANDS. (1971)[online]. Paris: United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, 1994 [cit. 2018-07-04]. Dostupné z WWW:

https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/current_convention_text_e.pdf.

VÁČKÁŘ, D. 2005. *Ukazatele změn biodiverzity*. Praha: Academia. ISBN 80-200-1386-5.

VALÉRY, L. FRITZ, H., LEFEUVRE, J. C. (2013). *Another call for the end of invasion biology*. Oikos 000, 001-004.

VILLAMAGNA, M. A., MURPHY B. R., KARPANTY, S. M. (2012). *Community – Level Waterbird Responses to Water Hyacinth (Eichhornia crassipes)*. Invasive Plant Science and Management 5, 353-362.

VOŘÍŠEK, P., KLVAŇOVÁ, A., BRINKE, T., CEPÁK, J., FLOUSEK, J., HORA, J., REIF, J., ŠŤASTNÝ, K., VERMOUZEK, Z. (2009). *Stav ptactva České republiky 2009*. Sylvia 45, 1-38.

WALKER, H. A. (2008). *Floristics and Physiognomy Determine Migrant Landbird Response to Tamarisk (Tamarix ramosissima) Invasion in Riparian Areas*. The Auk 125 (3), 520–531.

WILCOX, J., BECK C. W. (2007). *Effects of Ligustrum sinense Lour. (Chinese privet) on abundance and diversity of songbirds and native plants in a southeastern nature preserve*. Southeastern Naturalist 6, 535-550.

WILLIAMS, T. (2002). *America's largest weed*. Audubon Magazine 104, 24-31.